



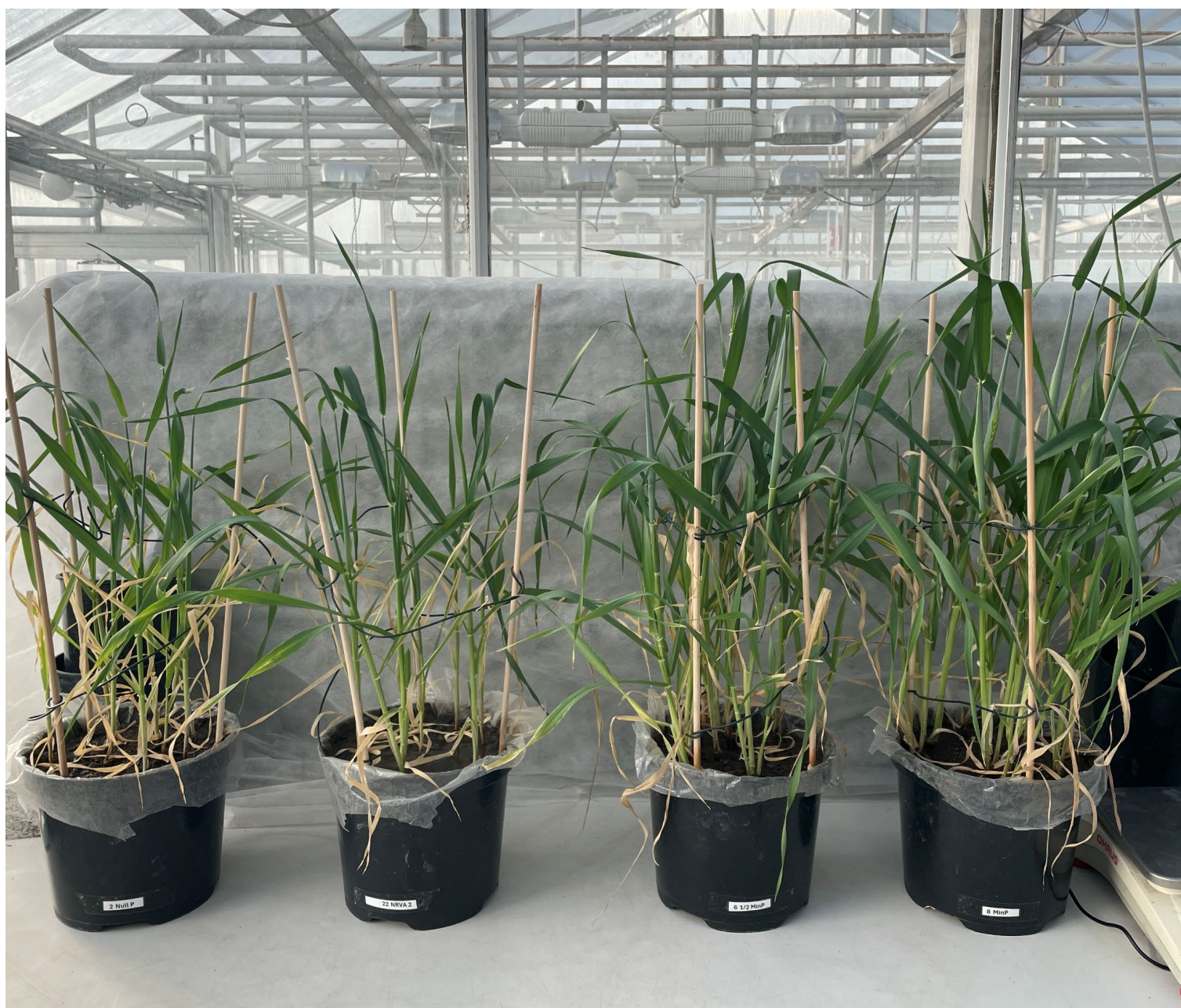
NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam

Effekt av hygienisering og stabilisering ved kalkbehandling

NIBIO RAPPORT | VOL. 12 | NR. 107 | 2026



Eva Brod, Pierre-Adrien Rivier
Divisjon for miljø og naturressurser

Rapport

TITTEL:	Plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam. Effekt av hygienisering og stabilisering ved kalkbehandling		
DATO:	19.08.2026	REVIDERT DATO:	-
ANTALL SIDER:	32	ANTALL VEDLEGG:	1

FORFATTER(E):	
NAVN:	DIVISJON/ STASJON/ANNET:
Eva Brod	Divisjon for miljø og naturressurser
Pierre-Adrien Rivier	Divisjon for miljø og naturressurser
KONTAKTPERSON NIBIO: Eva Brod, eva.brod@nibio.no	

RAPPORTNUMMER: 12(107) 2026	PROSJEKTNUMMER: 54574	ARKIVNUMMER: 26/02191
TILGJENGELIGHET: Åpen	ISBN: 978-82-17-04047-7	ISSN: 2464-1162

OPPDRAAGSGIVER: Åtte renseanlegg for kommunalt avløpsvann	OPPDRAAGSGIVERS KONTAKTPERSON: -
--	---

PROSJEKTLEDER: Eva Brod	KVALITETSSIKRET/GODKJENT: Erik Joner
-----------------------------------	--

STIKKORD: Fosfor, gjødselvarer, avløpsslam, resirkulering, tungmetaller,	FAGOMRÅDE: Sirkulær bioøkonomi, jordbruk
---	---

SAMMENDRAG: Denne rapporten presenterer resultater fra forsøk med åtte ikke-kalkbehandlede og fire kalkbehandlede kjemisk felte norske avløpsslam, samt biokull fremstilt av avløpsslam. Formålet med forsøkene var 1) å undersøke fosforeffekten av kalkbehandlet avløpsslam, og 2) å videreutvikle NIBIOs kalkulator for beregning av plantetilgjengelig fosfor i organiske gjødselvarer til å inkludere en valgmulighet for kalkbehandlet avløpsslam. Kjemisk fraksjonering viste at fosfor i ikke-kalkbehandlet slam hovedsakelig var bundet til aluminium- og jern(hydr)oksider. Kalkbehandling og pyrolyse dannet kalsiumfosfatforbindelser med ulik løselighet. I et veksthusforsøk med bygg (<i>Hordeum vulgare</i>) ble alle slambehandlinger tilført tilsvarende 9 kg fosfor per dekar. Likevel ga seks av åtte ikke-kalkbehandlede slamprodukter ikke signifikant høyere fosforopptak enn kontrollen uten fosfor. Kalkbehandlet slam ga signifikant høyere fosforopptak enn ikke-kalkbehandlet slam, mens biokull ikke økte fosforopptaket i bygg sammenlignet med kontrollen. Opptakseffektiviteten til fosfor i bygg avtok med økende tilførsel av mineralfosfor. Dette viser at praksisen med å tilføre ≥ 25 kg fosfor per dekar med avløpsslam i tilførselsåret gir lite effektiv utnyttelse av slam som fosforressurs. Den avtagende responsen gjorde det ikke mulig å beregne nøyaktige mineralgjødselekvivalenter for alle behandlinger, og det var derfor heller ikke mulig å utvikle en predikeringsmodell for kalkbehandlet slam. Det foreslås mindre justeringer av den eksisterende modellen som ligger bak NIBIOs kalkulator for beregning av plantetilgjengelig fosfor i kjemisk felt avløpsslam (https://pkalkulator.nibio.no).
--

Rapportens referanse: Brod E, Rivier P-A (2026). *Plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam. Effekt av hygienisering og stabilisering ved kalkbehandling*. (NIBIO RAPPORT, 12/107). Norsk institutt for bioøkonomi.

Forord

Forsøkene som er presentert her er finansiert gjennom et spleiselag mellom åtte renseanlegg for kommunalt avløpsvann samt en privat bedrift, og delfinansiert gjennom kunnskapsutviklingsmidler fra Landbruks- og matdepartementet (LMD) øremerket til videreutviklingen av NIBIOs kalkulator for beregning av plantetilgjengelig fosfor i organiske gjødselvarer (<https://pkalkulator.nibio.no>).

Begrepet *kalkbehandlet avløpsslam* brukes her for å beskrive avløpsslam som er hygienisert og stabilisert ved tilsetning av brent eller lesket kalk. Kalkbehandling kan også ha til formål å gjøre slammet mer avvannbart. Begrepet *ikke-kalkbehandlet avløpsslam* brukes for å beskrive avløpsslam som er hygienisert ved termisk behandling og stabilisert ved kompostering eller utråtning i et biogassanlegg.

Takk til Tore Krogstad, professor emeritus ved MINA/NMBU, for verdifulle innspill til rapporten, og til Iva Zivanovic ved NIBIO for bidrag til utviklingen av predikeringsmodeller.

Personell

Firma	Navn	Utført arbeid
NIBIO	Eva Brod	Prosjektledelse, forsøksplanlegging, databehandling og rapportering
NIBIO	Pierre-Adrien Rivier	Forsøksgjennomføring, tekstredigering

Ås, 19.08.2026

Eva Brod

Innhold

Forord.....	3
1 Innledning.....	5
2 Material og metode.....	7
2.1 Slamprodukter	7
2.2 Kjemisk sammensetning	8
2.3 Fosforkvalitet	8
2.4 Veksthusforsøk.....	9
2.5 Databehandling.....	11
2.6 Utvikling av predikeringsmodeller for beregning av fosforeffekt	12
3 Resultater og diskusjon	15
3.1 Kjemisk sammensetning	15
3.2 Fosforkvalitet	18
3.3 Veksthusforsøk.....	20
3.3.1 Respons på fosforgjødsling.....	20
3.3.2 Plantetilgjengelig fosfor i slamproduktene	21
3.3.3 Slamproduktenes effekt på jord.....	24
3.4 Predikeringsmodeller for beregning av fosforeffekt	25
3.4.1 Ikke-kalkbehandlet avløpsslam	25
3.4.2 Kalkbehandlet avløpsslam	26
4 Konklusjon	28
Litteraturliste.....	29
Vedlegg.....	31

1 Innledning

Avløpsrensaneanlegg som har utslipp til følsomme eller normale innsjøer og kystområder, er pålagt å fjerne minst 90 % av fosforet (P) i avløpsvannet før utslipp (Forurensningsforskriften, del 4, 2004). Dette oppnås vanligvis ved kjemisk felling av fosfor til aluminium- og/eller jern(hydr)oksider etter tilsetning av fellingskjemikalier.

Avløpsslam er den faste fraksjonen som gjenstår etter rensing av kommunalt avløpsvann. Avløpsslam er rikt på fosfor, nitrogen og organisk materiale, og er i Norge en av de viktigste kildene for gjenbrukbart fosfor ved siden av husdyrgjødsel i overskudd, matavfall og restråvarer fra havbruket (eks. fiskeslam og fiskeensilasje) (Øgaard m.fl., 2024). I Norge brukes mellom 50 og 60 % av avløpsslammet på jordbruksarealer, men det er store regionale forskjeller (SSB, 2025). Avløpsslammet inneholder også tungmetaller og andre miljøgifter, men den nyeste risikovurderingen fra vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) konkluderer med at de fleste organiske miljøgifter i avløpsslam utgjør lav risiko for helse og miljø. Enkelte stoffer kan imidlertid være problematiske når avløpsslam brukes over tid, fordi de brytes sakte ned og kan hope seg opp i jord og miljø (VKM, 2026).

Før avløpsslam kan brukes på jordbruksareal, må det hygieniseres for å redusere smittefare og stabiliseres for å begrense lukt, videre nedbrytning og varmeutvikling under lagring (Gjødselvarereforskriften, 2025). Det finnes flere behandlingsmetoder som kan brukes for å oppfylle disse kravene. Hygienisering skjer ofte ved termisk behandling, eks. oppvarming til 70 °C i én time (= pasteurisering). Stabilisering oppnås vanligvis gjennom kompostering eller anaerob utråtning i et biogassanlegg. Begge prosessene bryter ned lett nedbrytbart organisk materiale og reduserer dermed risikoen for forråtnelse og lukt etter spredning.

Som et alternativ eller supplement kan avløpsslam både hygieniseres og stabiliseres ved tilsetning av kalk. Ved kalktilsetning øker pH i avløpsslammet til et nivå som hemmer biologisk aktivitet og reduserer forekomsten av sykdomsfremkallende mikroorganismer. Ved Orsa-metoden brukes brent kalk (CaO), som i tillegg gir en betydelig temperaturøkning når den reagerer med vannet i slammet. Hygieniseringen oppnås dermed gjennom en kombinasjon av høy pH og høy temperatur. Ved behandling med lesket kalk (Ca(OH)₂) oppnås hygienisering hovedsakelig gjennom pH-hevingen. Kalkbehandling kan også ha til formål å gjøre slammet mer avannbart. Kalkbehandlet slam kan være særlig attraktivt for jordbruket å ta imot fordi det også har en kalkingseffekt i tillegg til de andre jordforbedrende effektene til avløpsslam.

Tidligere studier har vist at plantetilgjengeligheten til fosfor i kjemisk felt ikke-kalkbehandlet avløpsslam generelt er lav, og avløpsslam må derfor først og fremst betraktes som et jordforbedringsmiddel, og ikke som gjødsel (Krogstad m.fl., 2005; Øgaard og Brod, 2016; Alvarenga m.fl., 2017). De samme studiene tyder også på at kalkbehandling derimot kan øke plantetilgjengeligheten til fosfor, og det betyr at kalkbehandlet slam i større grad kan erstatte fosfor i mineralgjødsel enn ikke-kalkbehandlet slam.

Totalmengden avløpsslam som kan tilføres jordbruksareal etter dagens gjødselregelverk er henholdsvis 2 eller 4 tonn tørrstoff avløpsslam per dekar i løpet av en tiårsperiode, avhengig av avløpsslammets tungmetallklasse (Gjødselbrukforskrift og gjødselvarereforskrift, 2025). Dette tilsvarer mellom 50 og 100 kg fosfor per dekar i løpet av ti år for kjemisk felt avløpsslam med gjennomsnittlig fosforinnhold på 25 g P/kg tørrstoff, og omtrent halvparten så mye fosfor for kalkbehandlet avløpsslam med lavere fosforinnhold på tørrstoffbasis (Øgaard og Brod, 2016). Fra 2030 vil gjødselbrukforskriften begrense tilførselen av fosfor med avløpsslam til

maksimalt 25 kg totalfosfor per dekar i løpet av en tiårsperiode (§ 22 avsnitt f og overgangsregel § 36.7). Begrensningen vil innebære en betydelig innstramming i hvor store mengder avløpsslam som kan brukes på jordbruksarealer, både lokalt og regionalt. Dessuten kan det ikke tilføres mer plantetilgjengelig fosfor enn det som følger av de maksimale fosforgrensene i § 20 i gjødselbrukforskriften. Gjødselregelverket angir likevel ikke hvordan plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam skal bestemmes, og i praksis er landbruksrådgivere ofte usikre om hvor stor plantetilgjengelighet som bør legges til grunn ved gjødselplanlegging ved bruk av avløpsslam, særlig hvis slammet er kalkbehandlet.

For å kunne svare ut gjødselvareforskriftens krav om å oppgi plantetilgjengelig fosfor på analysebeviser har NIBIO utviklet en kalkulator for å beregne plantetilgjengelig fosfor i organiske gjødselvarer (<https://pkalkulator.nibio.no>). Kalkulatoren estimerer andelen plantetilgjengelig fosfor basert på kjemiske egenskaper til gjødselvaren som skal brukes. Kalkulatoren for kjemisk felt avløpsslam omfatter foreløpig få datapunkter (n = 13) og flere datapunkter vil øke presisjonsgraden til kalkulatoren. Kalkbehandlet slam finnes per i dag ikke som egen kategori i kalkulatoren.

Formålet med forsøket som presenteres her har vært todelt:

- Å klarlegge fosforeffekten av kalkbehandlet slam sammenlignet med ikke-kalkbehandlet slam og mineralfosfor.
- Å videreutvikle fosforkalkulatoren for organiske gjødselvarer slik at den er basert på flere datapunkter og dessuten kan beregne plantetilgjengelig fosfor i kalkbehandlet avløpsslam.

2 Material og metode

2.1 Slamprodukter

Vi testet 13 produkter basert på avløpsslam. Fire av disse hadde blitt stabilisert og hygienisert med brent eller lesket kalk (*kalkbehandlet avløpsslam*), åtte var *ikke-kalkbehandlet avløpsslam*, og ett produkt var biokull fra pyrolyse av avløpsslam. Tabell 1 viser opprinnelse og behandling av produktene.

Tabell 1. Beskrivelse av slamproduktene brukt i forsøk. «Slam» = ikke-kalkbehandlet avløpsslam, «kalket» = kalkbehandlet avløpsslam.

Slamprodukt	Beskrivelse
Slam 1	Blandet slamprodukt fra <i>Nordre Follo Renseanlegg</i> som består av: 1) primærslam fra forsedimentering, uten bruk av fellingskjemikalier eller polymertilsetning; 2) flotasjonslam, der det er brukt kjemisk felling (Ekoflock 96 = polyaluminiumklorid) og polymer; og 3) septikslam. Slammene blandes før hygienisering og stabilisering ved termofil anaerob utråtning og avvanning i sentrifuge.
Slam 2	Blandet slamprodukt fra <i>Sandeffjord renseanlegg</i> som består av: 1) Primærslam fra forsedimentering der fosfor til tider er felt med aluminiumkoagulant (PAX XL61), 2) og biologisk slam fra MBBR-flotasjon etter felling av fosfor med aluminiumkoagulant PAX-18, 3) septikslam og 4) vått slam fra andre renseanlegg. Slammene blandes og hygieniseres ved pasteurisering før stabilisering ved mesofil anaerob utråtning og avvanning i skru presse.
Slam 3	Avløpsslam fra <i>Hias renseanlegg</i> . Fosfor fjernes hovedsakelig biologisk gjennom Hias-prosessen®, men ved høy belastning tilsettes polyaluminiumklorid for å oppnå rensekravene. Etter innføring av biologisk fosforfjerning er bruken av fellingskjemikalier om lag en tredjedel sammenlignet med tidligere. En magnesiumfelle feller ut struvitt internt i slambehandlingsanlegget for å forebygge tetting av rør, og slammet kan derfor inneholde noe struvitt. Avvanning skjer med Bücher-pressen.
Slam 4	Produktet er under utvikling, og en nærmere beskrivelse av slam 4 er derfor ikke offentlig tilgjengelig.
Slam 5	Blandet slamprodukt fra <i>FREVAR</i> (Fredrikstad). Fosfor i avløpsvann felles med jernklorid (PIX), og slammet hygieniseres ved pasteurisering. En annen del av slammet består av matavfall fra husholdninger og næring, animalske biprodukter, vegetabilsk næringsmiddelavfall og noe slam fra fiskeoppdrett, og hygieniseres ved >70 °C i 1 time. Fordeling mellom avløpsslam og matavfall/substrater er ca. 50 % på tørrstoffbasis. Stabilisering ved termofil anaerob utråtning og avvanning i sentrifuge.
Slam 6	Avløpsslam fra <i>Nedre Romerike vann- og avløpsselskap (NRVA)</i> . Fosfor i avløpsvann felles med både aluminium- og jernkoagulanter. Hygienisering ved termisk hydrolyse av slammet (eksponering for >130 °C i >20 min), før stabilisering ved mesofil anaerob utråtning. Avvanning etter polymertilsetning ved sentrifuge.
Slam 7	Samme utgangsmateriale som slam 6. Etter hygienisering ved termisk hydrolyse og stabilisering ved mesofil anaerob utråtning ble slammet tilsatt kalkmel (CaCO ₃) med formål om å øke produktkvaliteten. Produktet er likevel klassifisert som ikke-kalkbehandlet fordi kalktilsetningen ikke hadde til hensikt å hygienisere eller stabilisere produktet, fordi kalsiumkonsentrasjonen var lavere enn i de kalkbehandlede slammene (Tabell 4), og fordi tilsetning av kalkmel ikke påvirket fosforkvaliteten (se kapittel 3.2).

Slamprodukt	Beskrivelse
Slam 8	Samme som slam 7 (90 vol-%) blandet med biokull fra ØRAS ladet med ammoniumsulfatkonsentrat (10 vol-%).
Kalket 1	Avløpsslam fra <i>Nedre Romerike vann- og avløpsselskap (NRVA)</i> . Fosfor i avløpsvann felles med aluminiumkoagulant (PAX-18). Stabilisering og hygienisering ved tilsetning av brentkalk (Orsa-metoden) som gir oppvarming >55 °C i >2 timer. Avvanning ved sentrifuge etter polymertilsetning.
Kalket 2	Avløpsslam fra <i>Skien kommune</i> . Fosfor i avløpsvann felles med aluminium- og jernsalter. Stabilisering og hygienisering ved tilsetning av brentkalk (Orsa-metoden) som gir oppvarming >55 °C i >2 timer. Avvanning ved sentrifuge.
Kalket 3	Avløpsslam fra <i>MOVAR (Hestevold RA)</i> . Fosfor i avløpsvann felles med aluminiumkoagulant (PAX-18). Slammet avvannes i sentrifuge etter polymertilsetning. Deretter stabilisering og hygienisering ved innblanding av 300 kg brentkalk (Orsa-metoden) per tonn avvannet slam.
Kalket 4	Avløpsslam fra <i>VEAS</i> . Fosfor i avløpsvann felles med både aluminium- og jernkoagulanter (PAX XL61 og PIX 318). Stabilisering ved mesofil anaerob utråtning av slammet. Utråtnet slam tilsettes lesket kalk før pumping inn i kammerfilterpressene hvor hygienisering, avvanning og videre stabilisering foregår.
Biokull	Pyrolysert avløpsslam fra et renseanlegg i USA. Kommunalt avløpsvann gjennomgår mekanisk og biologisk rensing før slammet sedimenteres og avvannes ved hjelp av beltepresse til cirka 25 % tørrstoff etter tilsetning av kationisk polymer. Fosforet i avløpsvannet felles ikke kjemisk. Slammet tørkes deretter til 90 % tørrstoff før pyrolyse ved 700 °C med en oppholdstid på 15 minutter.

2.2 Kjemisk sammensetning

Alle slamprodukter ble sendt til Eurofins Miljø for en grunnkarakterisering av den kjemiske sammensetningen.

pH ble målt i blanding med deionisert vann (prøve:væske vektforhold 1:10) ved konduktometri. Tørrstoff i produktene ble bestemt ved tørking på 105 °C. Glødetap ble bestemt ved gløding på 550 °C. Totalnitrogen (N) ble bestemt ved modifisert Kjeldahl metode (EN 13654-1, 2001), og ammonium (NH₄) og nitrat (NO₃) ble ekstrahert i vann (prøve:væske vektforhold 1:10) før analyse ved hjelp av henholdsvis ioneselektiv elektrode (NH₄) og anionbytter kromatografi (NO₃). Fosfor, andre næringsstoffer, aluminium, jern og tungmetaller ble målt på ICP-MS etter oppslutning i konsentrert salpetersyre i autoklav.

I tillegg ble fosfor i tørkete (40 °C) og malte slamprøver ekstrahert med 0,5 M NaHCO₃ (pH 8,5) i prøve:væske vektforhold 1:20, og analysert på ICP-MS for bestemmelse av plantetilgjengelig fosfor etter Olsen-P-metoden ved NIBIOs laboratorium på H8/Ås.

2.3 Fosforkvalitet

En sekvensiell fraksjonering av fosfor i alle 13 slamprodukter (Tabell 1) ble utført ved NIBIOs kjemilaboratoriet på H8/Ås.

Metoden er basert på en modifisert versjon av Hedley m.fl. (1982) sin jordfraksjonering, og benytter en forenklet tilnærming utviklet av Sharpley og Moyer (2000). Formålet med denne analysen er å ekstrahere fosforfraksjoner med ulik løselighet, steg for steg. Tidligere studier har vist at denne typen fraksjonering er nyttig for å vurdere kvaliteten på organiske produkter

som skal brukes som fosforgjødsel (Brod m.fl., 2015; Øgaard og Brod, 2016; Alvarenga m.fl., 2017; Brod m.fl., 2025).

Fraksjoneringen gir per definisjon følgende fosforfraksjoner:

- Løst bundet fosfor ekstrahert med H₂O,
- lett plantetilgjengelig fosfor ekstrahert med 0,5 M NaHCO₃,
- uorganisk fosfor bundet til jern- og aluminium(hydr)oksider eller i jern- og aluminiumfosfater, og organisk fosfor ekstrahert med 0,1 M NaOH,
- stabile kalsiumfosfater og organisk fosfor ekstrahert med 1 M HCl,
- relativt uløselig fosfor etter oppslutning av restprøven i konsentrert salpetersyre i ultraklav.

Slamproduktene ble tørket ved 40 °C og malt, deretter ble 1 gram prøve ekstrahert: Først i 200 mL deionisert vann i én time, så 200 mL 0,5 M NaHCO₃, videre 0,1 M NaOH og til slutt 1 M HCl; hver ekstraksjon varte i 16 timer. Etter hver ekstraksjon ble prøvene sentrifugert (relativ sentrifugalkraft 1160 x g) i 20 minutter før dekantering og tilsetning av ny ekstraksjonsvæske. Konsentrasjonen av totalfosfor i ekstraktene ble analysert på ICP-OES, og restfosfor i prøvene etter de fire ekstraksjonene ble bestemt på ICP-OES. Som metodisk kontroll ble storfe gjødsel brukt, og denne prøven er tidligere beskrevet av Brod m.fl. (2025).

2.4 Veksthusforsøk

På vinteren 2026 gjennomførte vi et veksthusforsøk ved Senter for klimaregulert planteforskning (SKP) på Ås for å bestemme andelen av totalfosfor i de ulike slamproduktene som er plantetilgjengelig.

Vi brukte en modelljord (Tabell 2) utviklet gjennom tidligere forsøk med lignende vekstmedier der planter hadde vist god respons på fosforgjødsling (eks. Brod og Øgaard, 2021). Modelljorda besto av 80 vol % siltig mellomsand og 20 vol % naturtorv levert av Herremyr gård. Vi brukte 3,5 L potter (16 cm høyde, 19 cm diameter) til 3 kg jord (tørrestoff), og hadde tre potter for hver gjødselbehandling (gjentak).

Tabell 2. Beskrivelse av siltig mellomsand (80 vol % av modelljorda), og selve modelljorda som ble brukt i veksthusforsøket. Naturtorv (20 vol % av modelljorda) inneholdt ikke målbare mengder næringsstoffer.

Jord	Volum- vekt	pH ^a	Gløde- tap ^b	P-AL ^c	K-AL ^c	Ca-AL ^c	Mg-AL ^c	Syreløselig kalium ^d	Vann- holdningsevne ^e
	kg/L		% TS	mg/100g jord (lufttørket)					g vann/kg jord (TS)
Siltig mellomsand	1,6	7,4	1,9	3	7	150	9	30	-
Modelljord	1,3	5,9	5,1	3,1	5,2	130	8,9	39	317

^a Målt i deionisert vann (prøve:væske vektforhold 1:5)

^b Gløding ved 550 °C

^c AL = ekstraksjon med 0,1 M ammoniumlaktat og 0,4 M eddiksyre justert til pH 3,75 (Egnér m.fl., 1960)

^d Koking av jordprøven i 1 M HNO₃ (forhold mellom jord og løsning på 1:10 g/ml) i 10 minutter (modifisert basert på Pratt, 1965)

^e Gravimetrisk bestemmelse: Prøven tørkes og tørrvekten bestemmes ved veiing. Deretter mettes prøven med vann og får drenere i 3 timer før den veies på nytt. Vannholdningsevnen beregnes som mengden vann som holdes tilbake per enhet tørrstoff (g vann/kg jord).

Alle slamprodukter ble blandet inn i hele jordvolumet, i en mengde som tilsvarer 9 kg P/dekar (37,5 mg P/kg jord; 112,5 mg P/potte). Gjødsmengden ble valgt for å samsvare med forsøket beskrevet av Øgaard og Brod (2016). Det er dette forsøket som ligger til grunn for NIBIOs gjeldende kalkulator beregning av plantetilgjengelig fosfor i kjemisk felt avløpsslam (<https://pkalkulator.nibio.no>).

Plantetilgjengeligheten til fosfor i slamproduktene ble sammenlignet med tre kontrollbehandlinger: Ingen fosforgjødsling (Null P), ½ mengde mineralfosfor (½ MinP) og full mengde mineralfosfor (MinP). Mineralfosfor ble tilsatt som K_2HPO_4 tilsvarende 4,5 og 9 kg P/dekar, fordi saltet som ble brukt i tidligere forsøk ($Ca(H_2PO_4)_2$) ikke løste seg i vann.

Alle andre næringsstoffer enn fosfor ble gitt som næringsløsning for å sikre at det var kun fosfortilgangen som begrenset planteveksten. Mengdene ble valgt basert på tidligere erfaringer med veksthusforsøk og med utgangspunkt i NIBIOs gjødslingsnormtall (NIBIO, 2026). Nitrogen ble tilført som $Ca(NO_3)_2$ i en mengde tilsvarende syv ganger fosformengden, (63 kg N/daa eller 263 mg N/kg jord). Kalium ble tilført tilsvarende 50 kg K/daa (210 mg K/kg jord) som K_2SO_4 , magnesium tilsvarende 2,4 kg Mg/daa (10 mg Mg/kg jord) som $MgSO_4$, jern tilsvarende 3,6 mg Fe/kg jord som $FeSO_4$, molybden tilsvarende 0,1 mg Mo/kg jord som $(NH_4)_6Mo_7O_{24}$, mangan tilsvarende 2 mg Mn/kg jord som $MnSO_4$, kobber tilsvarende 2,7 mg Co/kg jord som $CuSO_4$, bor tilsvarende 0,1 mg B/kg jord som $Na_2B_4O_7$ og sink tilsvarende 1,1 mg Zn/kg jord som $ZnSO_4$.



Bilde 1. Venstre: Næringsløsningene blir tilsatt hver potte med pipette (Foto: Attila Nemes) Høyre: Byggplantene ble tynnet til 10 planter ved to-blad stadiet (Foto: Pierre-Adrien Rivier).

Vi sådde bygg (*Hordeum vulgare* var. Tore), 13 frø i hver potte som vi tynnet til 10 planter ved cirka to-blad stadiet (cirka Zadoks 12; Bilde 1). Plantene ble vannet til 70 % av jordas vannholdningsevne (= 222 g/kg jord; Tabell 2), først tre ganger i uken og så hver dag. Lyset var stilt inn til 16 timer dag og 8 timer natt, og temperaturen var satt til 22 °C på dagtid og 19 °C på natten.

Vi høstet hele planten cirka 2 cm over jorda når aksene begynte å bli synlige etter cirka 7 uker (Zadoks 50; Bilde 2). Plantene har gjort unna det meste av næringsopptaket når de kommer til dette vekststadiet. Plantematerialet ble tørket ved 60 °C og veid, deretter malt og analysert pottevis for konsentrasjon av nitrogen og fosfor. Nitrogenkonsentrasjonen ble analysert på C/N analysator (EN 13654-2, 2001), og fosforkonsentrasjonen på ICP-MS etter dekomponering med konsentrert salpetersyre i mikrobølgeovn.



Bilde 2. Byggplantene rett før høsting. Høyre (fra venstre til høyre): Null P, Slam 7, ½ MinP, MinP

Etter at forsøket var avsluttet, ble det tatt pottewise jordprøver. Jordprøvene ble tørket ved 40 °C og siktet, og pH i jordprøvene ble målt i deionisert vann (prøve:væske forhold 1:5, volum:volum). For bestemmelse av P-AL ble jordprøvene ekstrahert i 1,5 timer i en blanding av 0,1 M ammoniumlaktat og 0,4 M eddiksyre justert til pH 3,75 (Egnér m.fl., 1960; prøve:væske forhold 1:20, vekt:volum). For bestemmelse av vannløselig fosfor, ble jorden ekstrahert i 0,0025 M CaCl₂ i 1,5 timer (prøve:væske forhold 1:20, vekt:volum). Ortho-fosfat i AL- og CaCl₂-ekstraktene ble målt spektrofotometrisk ved molybdenblått-metoden etter Murphy og Riley (1962).

2.5 Databehandling

Fosforopptak i overjordisk plantemateriale per potte ble beregnet som produkt av potteavling og fosforkonsentrasjon.

Fosforutnyttelsesgrad (P use efficiency, PUE) viser andelen fosfor i gjødselvaren som ble tatt opp i plantene, og ble beregnet som:

$$PUE = \frac{P \text{ opptak (P +)} - P \text{ opptak (Null P)}}{P \text{ tilført}} \times 100$$

Med:

P opptak (P+) = P opptak i høstet plantemateriale av planter tilført fosforgjødsel (mg P/potte)

P opptak (Null P) = P opptak i høstet plantemateriale av planter som ikke fikk tilført fosforgjødsel (mg P/potte), gjennomsnitt av tre gjentak

P tilført = Total fosformengde tilført med gjødsel (mg P/potte)

Mineralgjødselekvivalenter (mineral fertiliser equivalents, MFE) er et mål på gjødseleffekten av organiske gjødselvarer og uttrykker den relative plantetilgjengeligheten av et næringsstoff, for eksempel fosfor, sammenlignet med mineralgjødsel.

Den mest presise metoden for å beregne MFE er å basere beregningen på forsøksvekstens respons på økende tilførsel av mineralgjødsel (Smit m.fl., 2026). Denne tilnærmingen forutsetter at responskurven er lineær. I forsøket som beskrives her var responskurven ikke

lineær (Figur 3), fordi økningen i fosforopptak i overjordisk plantebiomasse avtok ved økende tilførsel av mineralfosfor. Siden fosforopptaket først så ut til å avta ved tilførsler høyere enn ½ MinP, antok vi at responsen var tilnærmet lineær i den nedre delen av responskurven. For slamprodukter med et gjennomsnittlig fosforopptak høyere enn ved ½ MinP, lå responsen utenfor området der det ble antatt lineær sammenheng mellom fosfortilførsel og fosforopptak. Det var derfor ikke mulig å beregne en nøyaktig MFE-verdi, og MFE ble i stedet angitt som >50 %. For slamprodukter med et gjennomsnittlig fosforopptak lavere enn fosforopptaket i planter tilført ½ MinP, ble MFE beregnet som:

$$\text{MFE} = \frac{\text{PUE (P+)}}{\text{PUE (½ MinP)}} \times 100$$

Med:

PUE (P+) = Fosforutnyttelsesgrad til slamprodukt (%)

PUE (½ MinP) = Fosforutnyttelsesgrad til ½ MinP (%), gjennomsnitt av tre gjentak

Vi brukte enveis variansanalyse (ANOVA) for å klarlegge om det var signifikante effekter av gjødselbehandlingene i veksthusforsøket på avling, fosforopptak, fosforkonsentrasjon, PUE, MFE, pH, P-AL og vannløselig fosfor i jorden. Ved signifikante effekter, brukte vi Tukey's post-hoc test (HSD) for multiple sammenligninger mellom slamproduktene og mellom gjødselbehandlingene ($\alpha = 0,05$).

Vi brukte t-tester ($\alpha = 0,05$) for å sammenligne ikke-kalkbehandlet slam (Slam 1-8, n=7) med kalkbehandlet slam (Kalket slam 1-4, n=4) for ulike parametere knyttet til fosforkvalitet og plantetilgjengelighet.

2.6 Utvikling av predikeringsmodeller for beregning av fosforeffekt

Et av målene med forsøket beskrevet i denne rapporten var å utvikle en predikeringsmodell for beregning av fosforeffekten til kalkbehandlet slam som kan inngå i NIBIOs fosforkalkulator for organisk gjødsel, samt å optimalisere modellen som ligger bak kalkulatoren for ikke-kalkbehandlet slam (<https://pkalkulator.nibio.no>).

Som supplement til dataene fra veksthusforsøket beskrevet i denne rapporten, inkluderte vi til dette formålet også data fra tidligere studier presentert av Øgaard og Brod (2016) og Alvarenga et al. (2017). Hensikten med å inkludere disse tilleggsdataene var å etablere et mer omfattende datagrunnlag for å forklare og sette opp predikeringsmodeller. I likhet med forsøket beskrevet i denne rapporten benyttet de to tidligere studiene en næringsfattig modelljord som vekstmedium for å sikre fosforbegrenset plantevekst. I begge studiene ble dessuten fosforkvaliteten til slamproduktene bestemt ved kjemisk fraksjonering. De øvrige forsøksparametere er oppsummert i Tabell 3. Dataene fra de to tidligere forsøkene, som inngår i analysene og beregningene av fosforeffekten, er presentert i Tabell V1 i vedlegget til denne rapporten.

Det er likevel ikke brukt alle slamprodukter fra de tre datasettene til utvikling av predikeringsmodellene. Følgende produkter ble ikke inkludert:

- Slamprodukter basert på blandingssubstrat, dvs. slam 5, fordi produktet består av om lag 50 % matavfall og har derfor høyere fosfortilgjengelighet. Av samme grunn er tilsvarende slamprodukter fra FREVAR, beskrevet av Øgaard og Brod (2016) og Alvarenga m.fl. (2017), også utelatt.
- Slamprodukter som ga MFE >50 %, dvs. slam 4, kalket 3 og kalket 4

Vi brukte enkel og multippel regresjon for å analysere sammenhengen mellom gjennomsnittlig fosforeffekt i veksthusforsøk ($n = 2$ eller 3) og slamproduktenes fosforkvalitet, bestemt ved fosforfraksjonering, eller kjemiske egenskaper. Det korrigerte Akaikes informasjonskriterium (AICc) ble benyttet for valg av modell, mens modellens tilpasningsevne ble vurdert ved hjelp av R^2 og RMSE.

Som responsvariabel brukte vi mineralgjødselekvivalent (MFE) som uttrykker hvor stor andel av fosforet i en gjødselfare som er plantetilgjengelig sammenlignet med mineralfosfor. MFE kan dermed brukes direkte i varedeklarasjon og gjødselplanlegging, og det er denne som vises som resultat i NIBIOs fosforkalkulator.

Tabell 3. Oversikt over de tre vekstforsøkene inkludert i predikeringsmodeller for beregning av fosforeffekten til ikke-kalkbehandlet og kalkbehandlet slam.

Kilde	Antall slam inkludert		Vekst	pH ^a	pH ^b	P status ^a	Potte-størrelse	Gjødselmengde		Kontroll-behandlinger
	Ikke-kalket	Kalket						mg P/kg jord	kg P/dekar	
Øgaard og Brod (2016)	8	2	Raigras (2. høsting)	7,0	6,8 – 8,3	3,0	5	37,5	9	0, 12,5, 25, 37,5 (Ca(H ₂ PO ₄) ₂)
Alvarenga m.fl. (2017)	2	3	Bygg	6,5	5,8 – 8,4	1,1	3	25	6	0, 12,5, 25 (Ca(H ₂ PO ₄) ₂)
Denne rapporten (2026)	6	2	Bygg	6,5	6,3 – 7,3	3,1	3	37,5	9	0, 18,75, 37,5 (K ₂ HPO ₄)

^a ved oppstart; ^b etter høsting

3 Resultater og diskusjon

3.1 Kjemisk sammensetning

Tabell 4 gir en oversikt over kjemisk sammensetning til slamproduktene.

Gjennomsnittlig tørrstoffinnhold var høyere i kalkbehandlet slam sammenlignet med ikke-kalkbehandlet slam (henholdsvis 40 og 26 % tørrstoff), mens biokullet hadde et tørrstoffinnhold på 99 %. Glødetapet var lavere i kalkbehandlet slam enn i ikke-kalkbehandlet slam (henholdsvis 39 og 49 % av tørrstoffet), og betydelig lavere i biokullet (17 %). Kalkbehandlet slam hadde en gjennomsnittlig pH-verdi over 11, mens gjennomsnittlig pH i ikke-kalkbehandlet slam og pH i biokull lå på 8,2.

På tørrstoffbasis hadde kalkbehandlet slam et lavere gjennomsnittlig nitrogeninnhold enn ikke-kalkbehandlet slam (henholdsvis 21,8 og 37,6 g N/kg tørrstoff) fordi kalkbehandling fortynner elementkonsentrasjonen i sluttproduktet. Nitrogeninnholdet i biokullet var i samme størrelsesorden som i ikke-pyrolysert slam (30 g N/kg tørrstoff). Andelen mineralsk nitrogen av totalnitrogen var større i ikke-kalkbehandlet slam sammenlignet med kalkbehandlet slam (henholdsvis 14 og 4,8 % av totalnitrogen). Årsaken til lavere andel ammonium i kalket slam er at ammonium overføres til ammoniakk og tapes til luft ved kalking (Øgaard m.fl., 2021). Andelen mineralsk nitrogen av totalnitrogen var neglisjerbar i biokullet (0,1 % av totalnitrogen).

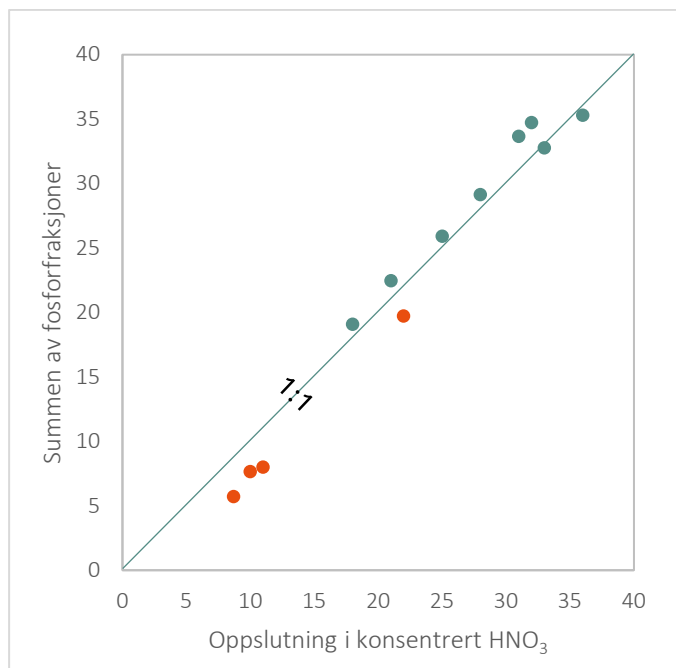
På tørrstoffbasis var gjennomsnittlig fosforinnhold mer enn halvert i kalkbehandlet slam sammenlignet med ikke-kalkbehandlet slam (henholdsvis 12,9 og 28 g P/kg tørrstoff). Biokullet inneholdt enda mer fosfor på tørrstoffbasis enn ikke-kalkbehandlet slam (65 g P/kg tørrstoff). Figur 1 sammenligner analyser av totalfosfor i avløpsslam på ICP etter oppslutning i konsentrert salpetersyre, utført hos Eurofins Miljø (kapittel 2.2), med summen av alle fraksjoner fra sekvensiell fosforfraksjonering etter Hedley-metoden (kapittel 2.3). Resultatene viser at kalkbehandlet avløpsslam systematisk gir høyere verdier ved salpetersyreoppslutning enn når man summerer fosforfraksjonene. I veksthusforsøket ble gjødselmengden beregnet basert på resultater fra salpetersyreoppslutningen. Hvis faktisk fosforinnhold i kalkbehandlede slamprodukter er lavere enn verdiene som ble brukt til å beregne gjødselmengder, er fosfortilgjengelighet i kalkbehandlet slam høyere enn det som er rapportert i kapittel 3.3. Det er uklart hvilke analyser som gir det mest korrekte bildet.

Kalkbehandlet avløpsslam hadde en betydelig høyere andel Olsen-løselig fosfor sammenlignet med ikke-kalkbehandlet slam (henholdsvis 28,6 og 4,3 % av totalfosfor), mens biokullets nivå var i samme størrelsesorden som i ikke-kalkbehandlet slam (Tabell 4).

N/P-forholdet var lavt for alle slamprodukter sammenlignet med plantenes behov for næringsstoffer, uten signifikant forskjell mellom kalkbehandlet og ikke-kalkbehandlet slam ($N/P = 1,5$; t-test med $p = 0,1$).

Tabell 4. pH, tørrstoff, glødetap og et utvalg av næringsstoffer i slamproduktene. N = nitrogen, NH₄ = ammonium, NO₃ = nitrat, P = fosfor, Ca = kalsium, Mg = magnesium, K = kalium, S = svovel, Al = aluminium, Fe = jern. NH₄-N + NO₃-N og Olsen-løselig P kan brukes for å si noe om plantetilgjengelighet til henholdsvis nitrogen og fosfor.

Slam- produkt	pH	Tørr- stoff	Gløde- tap	N	NH ₄ +NO ₃	P	Olsen- løselig P	N/P	Ca	Mg	K	S	Al	Fe	(Fe+Al/P)
		%	% tørrstoff	g/kg tørrstoff	% av nitrogen	g/kg tørrstoff	% av fosfor		g/kg tørrstoff						molforhold
1	8,4	22	57	42	11	32	4,5	1,3	20	3,5	2,7	7,2	90	8,1	3,4
2	8	21	56	47	12	28	4,7	1,7	13	3,9	2,5	9,5	100	11	4,3
3	8,7	30	60	57	11	36	3,6	1,6	26	5,0	3,3	11	56	14	2,0
4	7,8	14	48	29	15	33	5,5	0,9	37	5,8	2,7	9,4	46	47	2,4
5	7,9	27	45	31	10	18	6,8	1,7	27	4,1	3,7	9,6	20	180	6,8
6	8,1	27	49	36	14	31	3,0	1,2	20	3,3	2,3	12	97	41	4,3
7	8,4	33	39	30	13	25	3,3	1,2	79	7,3	2,1	10	76	33	4,2
8	8,5	32	41	28	27	21	2,7	1,3	100	8,1	2,1	15	56	24	3,7
Kalket 1	>11	37	41	22	4,5	10	38	2,2	200	2,1	1,5	3,2	30	4,6	3,7
Kalket 2	>11	37	33	15	4,1	8,7	20	1,7	240	2,3	1,0	2,6	33	6,3	4,8
Kalket 3	>11	36	47	20	6,9	11	25	1,8	180	1,6	1,0	4,2	59	3,9	6,4
Kalket 4	11	50	37	30	3,7	22	31	1,4	200	5,0	2,0	9,4	28	26	2,1
Biokull	8,2	99	17	31	0,1	65	5,5	0,5	20	17	20	0,5	5,4	12	0,2



Figur 1. Sammenligning mellom analyser av fosfor gjennomført hos Eurofins Miljø og summen av alle fosforfraksjoner etter Hedley (g P/kg tørrstoff). Orange punkter: Kalkbehandlet avløpsslam. Grønne punkter: Ikke-kalkbehandlet avløpsslam. Fosforinnhold i biokullet (65 g P/kg tørrstoff) er ikke vist.

Gjennomsnittlig kalsiuminnhold var fem ganger høyere i kalkbehandlet slam (205 g Ca/kg tørrstoff) enn i ikke-kalkbehandlet slam (40 g Ca/kg tørrstoff), mens biokullet inneholdt 20 g Ca/kg tørrstoff. Slam 7 og 8, som ble tilsatt kalkmel etter hygienisering og stabilisering (Tabell 1), hadde høyere kalsiumkonsentrasjon enn de øvrige ikke-kalkbehandlede slamproduktene, men lavere enn kalkbehandlet slam.

Innholdet av andre næringsstoffer som kalium, magnesium og svovel var høyere i ikke-kalkbehandlet slam sammenlignet med kalkbehandlet slam, ettersom kalkbehandling fortynnet innholdet på tørrstoffbasis. Også aluminiumkonsentrasjonen var noe høyere i ikke-kalkbehandlet slam sammenlignet med kalkbehandlet slam. Det var ingen signifikant effekt av kalkbehandling på gjennomsnittlig innhold av jern, eller det molare forholdet mellom aluminium og jern til fosfor.

Tungmetaller

Innhold av tungmetaller i slamproduktene og klassifisering i tungmetallklasser i henhold til gjødselvarselsforskriften er vist i Tabell 5.

Til sammen tre kalkbehandlede og to ikke-kalkbehandlede slamprodukter var i tungmetallklasse I. Til sammen seks ikke-kalkbehandlede og ett av de kalkbehandlede produkter var i tungmetallklasse II pga. sink, kobber og/eller kadmium konsentrasjoner.

Tabell 5. Tungmetallkonsentrasjoner i slamproduktene oppgitt i mg/kg tørrstoff. Cd = kadmium, Pb = bly, Hg = kvikksølv, Ni = nikkel, Zn = sink, Cu = kobber, Cr = krom. Tungmetallklasser i henhold til gjødselwareforskriften (2025) er angitt slik: Tungmetallklasse 0 = grønn, I = lys gul, II = mørk gul, III = oransje.

Slam- produkt	Cd	Pb	Hg	Ni	Zn	Cu	Cr	Tillatt tilførselsmengde, kg		
								Før 2030		Etter 2030 ^a
								TS/dekar/ 10 år	P/dekar/10 år	TS/dekar/10 år
1	0,8	13	0,5	16	550	270	20	2000	64	781
2	0,6	12	0,3	12	450	160	16	2000	56	893
3	0,8	11	0,3	14	490	210	17	2000	72	694
4	1,0	25	0,6	26	690	410	30	2000	66	758
5	0,6	16	0,1	18	360	110	30	4000	72	1389
6	0,8	16	0,4	20	520	210	21	2000	62	806
7	0,6	12	0,3	18	400	160	18	2000	50	1000
8	0,5	9,1	0,2	13	320	110	13	4000	84	1190
Kalket 1	0,2	4,1	0,1	5,6	150	50	6,2	4000	40	2500
Kalket 2	0,2	5,0	0,2	4,0	170	74	5,1	4000	35	2874
Kalket 3	0,2	3,6	0,1	4,4	130	49	6,2	4000	44	2273
Kalket 4	0,6	13	0,3	17	390	210	16	2000	44	1136
Biokull	0,3	45	<0,009	44	990	290	27	1000 ^b	65	385

^a Tilsvarende 25 kg fosfor/dekar. Det kan likevel ikke tilføres mer plantetilgjengelig fosfor enn det som er maksimalt tillatt fosfortilførsel, og denne begrensningen er ikke tatt hensyn til her.

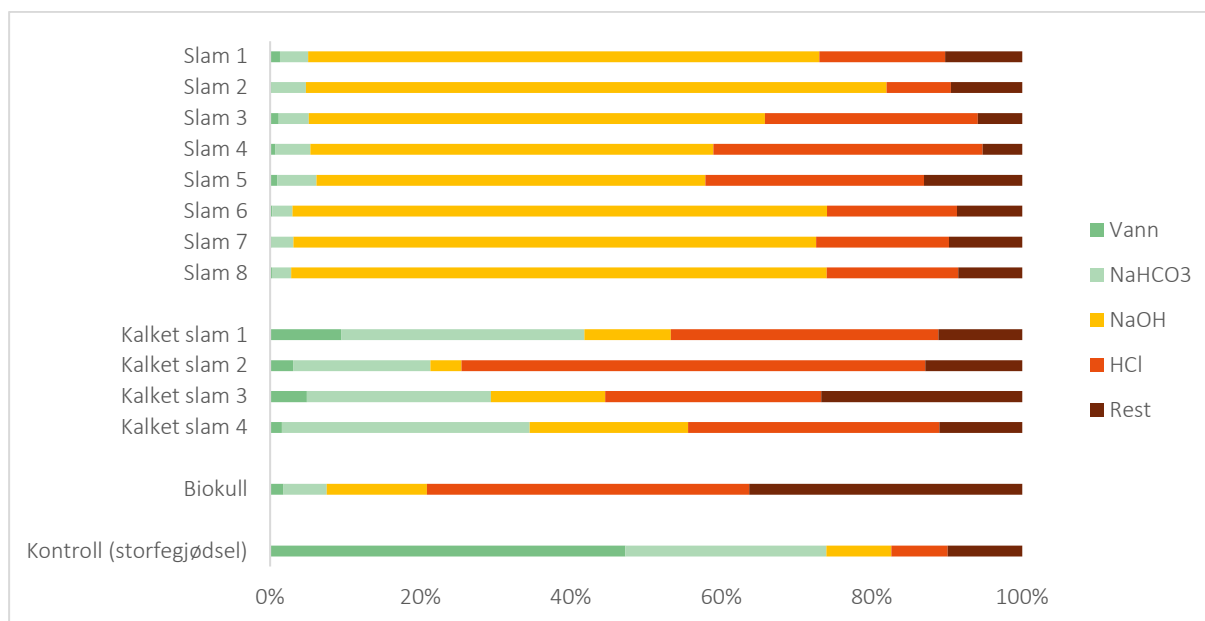
^b Kun på grøntareal

Frem til 2030 kan produkter i tungmetallklasse I og II etter gjødselbrukforskriften (2025) tilføres jordbruksareal med henholdsvis maksimalt fire og to tonn tørrstoff per dekar over en tiårsperiode. Fra 2030 begrenses tilførselen av avløpsslam på jordbruksareal i stedet av et tak på 25 kg fosfor/dekar over ti år. For alle slamproduktene som er undersøkt her, vil tillatt mengde derfor fra 2030 bestemmes av fosforinnholdet, ikke av tungmetallinnholdet. Dessuten kan det ikke tilføres mer plantetilgjengelig fosfor enn det som er den maksimale tilførselsmengden etter §20 i gjødselbrukforskriften, men denne begrensningen er ikke tatt hensyn til i Tabell 5.

Biokullet var i tungmetallklasse III og kan derfor ikke brukes på jordbruksareal, bare på grøntareal i en mengde tilsvarende maksimalt ett tonn tørrstoff per dekar over en tiårsperiode.

3.2 Fosforkvalitet

Tidligere studier viser at fosfor i avløpsslam hovedsakelig foreligger som uorganiske forbindelser. Fordelingen mellom organisk og uorganisk fosfor ble derfor ikke analysert her. I slamproduktene undersøkt av Øgaard og Brod (2016) utgjorde organisk fosfor 0–26 % av totalfosfor, mens Krogstad m.fl. (2005) målte 0–14 % organisk fosfor.



Figur 2. Andel (%) av totalfosfor ekstrahert i de ulike ekstraksjonsstegene til den kjemiske fosforfraksjoneringen. Fraksjoneringen gir per definisjon følgende fosforfraksjoner: Vann = Løst bundet fosfor, 0,5 M NaHCO₃ = lett plantetilgjengelig fosfor, 0,1 M NaOH = uorganisk fosfor bundet til jern- og aluminium(hydr)oksider eller i jern- og aluminiumfosfater, og organisk fosfor, 1 M HCl = stabile kalsiumfosfater og organisk fosfor. Resten tilsvarer relativt uløselig fosfor etter oppslutning av restprøven.

Figur 2 viser at kalkbehandling har stor betydning for hvilke uorganiske fosforforbindelser som dominerer i slamproduktet.

I ikke-kalkbehandlet slam var mesteparten av fosforet løselig i NaOH og utgjorde i gjennomsnitt 65 % av totalfosfor. Denne fraksjonen forbindes vanligvis med fosfor bundet til aluminium- og jern(hydr)oksider samt organisk fosfor. I kalkbehandlet slam var derimot bare gjennomsnittlig 13 % av totalfosforet løselig i NaOH, noe som tyder på at kalkbehandling flytter fosfor fra aluminium- og jernforbindelser til andre fosforformer.

I kalkbehandlet slam var fosforet hovedsakelig knyttet til fraksjoner som vanligvis forbindes med kalsiumfosfater med ulik løselighet. HCl-fraksjonen, som representerer stabile kalsiumfosfater, og restfraksjonen utgjorde i gjennomsnitt 55 % av totalfosfor i kalkbehandlet slam. Dette var signifikant mer enn gjennomsnittet i ikke-kalkbehandlet slam med 30 % HCl-løselig og restfosfor. Andelen fosfor løselig i vann og NaHCO₃, som regnes som løst bundet og lett tilgjengelig fosfor, inkludert labile kalsiumfosfater, var også signifikant høyere enn i ikke-kalkbehandlet slam (gjennomsnittlig henholdsvis 32 og 4 %).

Biokullet hadde den største restfraksjonen, og en stor del av fosforet var HCl-løselig. Til sammen utgjorde disse fraksjonene 79 % av totalfosforet. Resultatene tyder derfor på at pyrolyse av mekanisk og biologisk rensed avløpsslam fører til dannelse av stabile kalsiumfosfater. Tilsvarende funn er rapportert av Mackay m.fl. (2017) og Zhu m.fl. (2022) som påviste kalsiumfosfater i biokull produsert fra kjemisk felt avløpsslam.

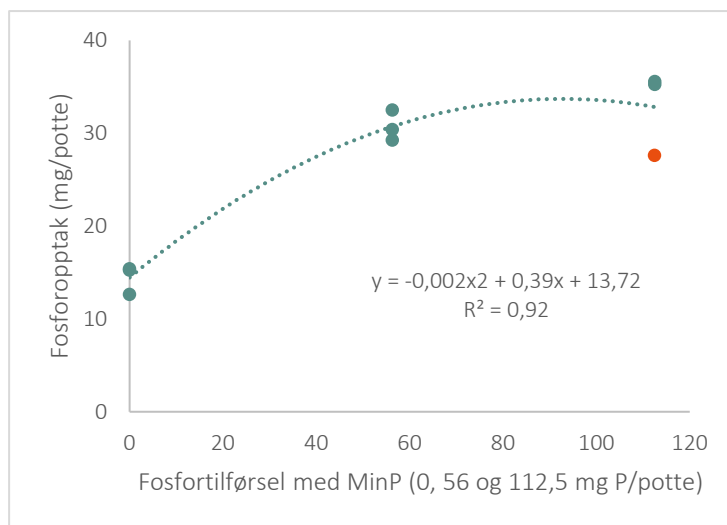
I den metodiske kontrollen storfe gjødsel var >75 % av fosforet løselig i vann og NaHCO₃.

3.3 Veksthusforsøk

3.3.1 Respons på fosforgjødsling

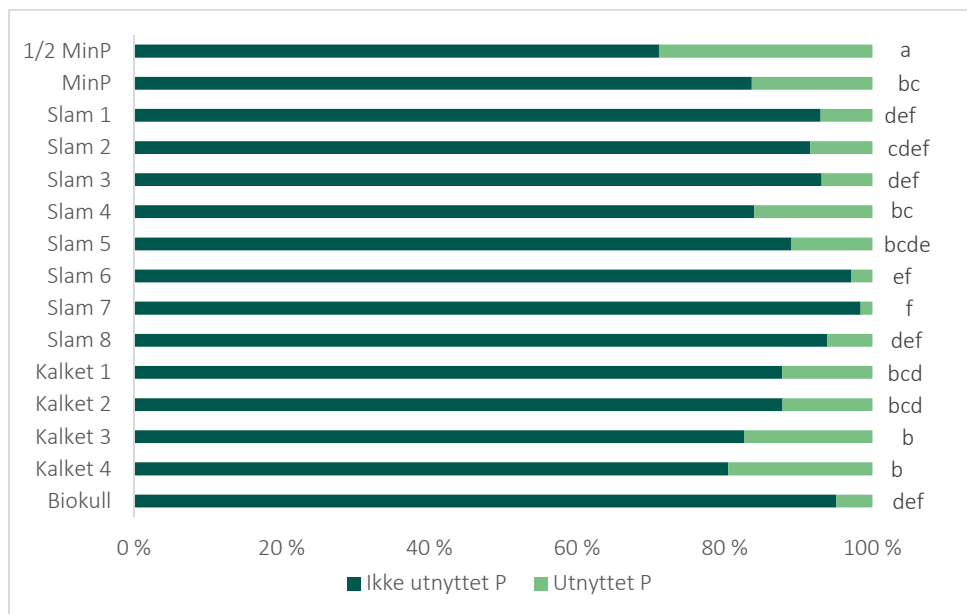
I veksthusforsøket viste byggplantene tydelig respons på fosforgjødsling av modelljorda (Figur 3). I motsetning til forsøket med avløpsslam rapportert av Øgaard og Brod (2016), som benyttet tilsvarende gjødselmengder, var responsen likevel ikke lineær.

Ett av de tre gjentakene av kontrollbehandlingen MinP så dessuten ut til å avvike fra de andre gjentakene (gjentak nr. 3). Likevel avtok økningen i fosforopptak fra ½ MinP til MinP, også når det avvikende gjentaket i MinP-behandlingen ikke ble tatt hensyn til i analysen.



Figur 3. Fosforopptak i bygg som effekt av stigende mengder mineralfosfor (0, 56 og 112,5 mg P/potte tilsvarende 0, 18,75 og 37,5 mg P/kg jord) i modelljorda. Det avvikende gjentak nr. 3 i MinP-behandlingen er merket orange.

Bare 29 % av fosforet som ble tilført med ½ MinP ble utnyttet i overjordisk plantebiomasse (Figur 4), noe som er i samsvar med tidligere undersøkelser (Brod og Øgaard, 2021). For MinP var gjennomsnittlig utnyttelsesgrad likevel enda lavere, bare 16 % av tilført fosfor. Den avtakende responsen på gjødsling med mineralfosfor tyder på at plantenes fosforopptak nærmet seg metning, og at forsøket befant seg nær eller på toppen av responskurven for fosfor.



Figur 4. Utnyttet fosfor (= fosforutnyttelsesgrad PUE, %) og ikke utnyttet fosfor som % av fosfor tilført (n=3). Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med $p < 0,05$, etterfulgt av Tukey's test).

Samlet viser den avtakende responsen på mineralfosfor i forsøket at dagens praksis med å tilføre mer enn 9 kg fosfor per dekar med avløpsslam i tilførselsåret gir en lite effektiv utnyttelse av avløpsslam som fosforressurs. En tilsvarende konklusjon ble allerede trukket av Krogstad m.fl. (2005). Hvis andelen plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam er høy og tilførselen overstiger plantenes behov, vil plantenes faktiske opptak være begrenset av deres fysiologiske behov. Hvis andelen plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam er lav, vil overskuddet akkumuleres i jorda. Begge situasjonene innebærer at en betydelig del av det tilførte fosforet ikke utnyttes av plantene i tilførselsåret. Akkumuleringen av fosfor i jorda er dessuten en potensiell miljørisiko, fordi erosjon kan føre til fosfortap. Til sammenligning er NIBIOs gjødslingsnorm for bygg, ved en forventet avling på 500 kg per dekar, bare 1,75 kg fosfor per dekar (NIBIO, 2026). Dette er mer enn fem ganger lavere enn fosformengden som ble tilført i forsøket, og også lavere enn det som vil være tillatt fra 2030 (Gjødselbrukforskrift, 2025).

Samtidig har den avtagende responskurven konsekvenser for tolkingen av resultatene, og beregning av MFE som beskrevet i kapittel 2.5.

3.3.2 Plantetilgjengelig fosfor i slamproduktene

Til tross for høy tilførsel, var vekstforsøket tydelig styrt av fosfortilgjengeligheten, ikke av nitrogengjødsling, siden N:P-forholdet i plantebiomassen var ≥ 9 for alle behandlinger (resultater er ikke vist; Liebisch m.fl., 2013).

Fosforkonsentrasjonen i plantebiomassen varierte fra 0,17 til 0,28 % av tørrstoffet (Tabell 6). Lave fosforkonsentrasjoner kan skyldes både fosformangel, som i Null P-behandlingen, eller fortynningseffekter ved høy biomasseproduksjon, som i MinP-behandlingen.

Etter alle slambehandlingene var fosforkonsentrasjonen i plantebiomassen 0,20 % eller høyere, det vil si høyere enn i gjødslingsleddene med mineralfosfor (Tabell 6). Slam tilfører betydelige mengder lettløselig og lett nedbrytbart organisk materiale, og det kan antas at dette bidrar til økt fosfortilgjengelighet ved å redusere bindingen av fosfor til jordpartiklene. Denne effekten kommer ikke til uttrykk når all fosfor tilføres som mineralfosfor (1/2 MinP og

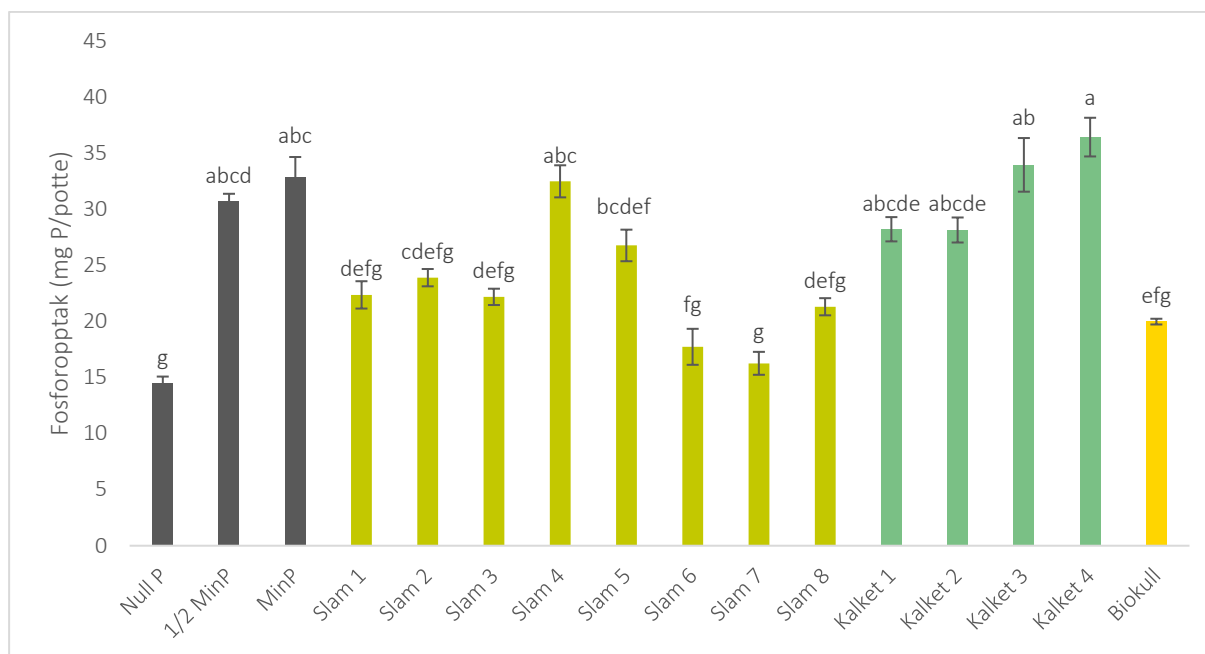
MinP). Samtidig må det tas hensyn til at modelljorda brukt i dette forsøket sannsynligvis har en relativ høy evne til å binde fosfor og at effekten ikke nødvendigvis er like sterk i dyrket jord.

Tabell 6. Fosforkonsentrasjon i plantebiomasse (% av tørrstoff), avling (g tørrstoff/potte) og beregnede mineralgjødselekvivalenter (MFE, %) for slamproduktene (n=3), samt beregnet teoretisk fosforopptak som kg P/dekar. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med $p < 0,05$, etterfulgt av Tukey's test). Kontrollbehandlingene ½ MinP og MinP (2019) er ikke inkludert i den statistiske databehandlingen av MFE (%). Plantetilgjengelig fosfor i slamproduktet er beregnet basert på MFE (%).

Behandling	P konsentrasjon i plantebiomasse (%)		Avling (g tørrstoff/potte)		MFE (%)		Plantetilgjengelig P i slamproduktet (masse-%) ^c
Null P	0,20	cde	7,2	f	-	-	-
1/2 MinP	0,17	de	17,8	ab	100 ^{a,b}	-	-
MinP	0,17	e	19,9	a	100 ^{a,b}	-	-
Slam 1	0,20	cde	11,5	cdef	24	abcd	0,2
Slam 2	0,23	abc	10,3	cdef	29	abc	0,2
Slam 3	0,21	cde	10,8	cdef	24	abcd	0,3
Slam 4	0,22	bcde	15,1	abc	> 50 ^b	-	0,2
Slam 5	0,21	cde	12,9	bcde	38	ab	0,2
Slam 6	0,20	cde	12,9	ef	10	cd	0,1
Slam 7	0,22	abcd	7,4	f	6	d	0,05
Slam 8	0,22	bcde	9,8	def	21	abcd	0,1
Kalket 1	0,22	abcde	12,7	cde	42	a	0,2
Kalket 2	0,27	ab	10,5	cdef	42	a	0,1
Kalket 3	0,24	abc	14,3	bcd	> 50 ^b	-	0,2
Kalket 4	0,28	a	13,2	bcde	> 50 ^b	-	0,5
Biokull	0,20	cde	10,1	cdef	17	bcd	1,1

^a per definisjon, ^b ikke inkludert i den statistiske analysen, ^c til direkte bruk i varedeklarasjon jf. gjødselvareforskriften § 34e

Figur 5 viser plantetilgjengelig fosfor i produktene, uttrykt som fosforopptak i overjordisk plantebiomasse. Som for MinP-behandlingen (Figur 3) varierte fosforopptaket til dels betydelig mellom gjentakene også for slambehandlingene. Likevel var det tydelige forskjeller i gjennomsnittlig fosforopptak mellom gjødselbehandlingene.



Figur 5. Fosforopptak fra 13 ulike avløpsslamprodukter sammenlignet med opptak fra økende mengder mineralfosfor (1/2 MinP og MinP) og ved ingen fosforgjødsling (Null P) i sand/torv-jord i veksthusforsøk i 2026 (n = 3); Svarte kolonner: kontrollbehandlinger, Slam 1-8: ikke-kalkbehandlet avløpsslam, Kalket 1-4: kalkbehandlet avløpsslam, gul kolonne: biokull. Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med $p < 0,05$, etterfulgt av Tukey's test). Feilfelt viser standardavvik.

Ikke-kalkbehandlet slam

Seks av de åtte ikke-kalkbehandlede slamproduktene ga ikke signifikant høyere fosforopptak i overjordisk plantebiomasse eller avling enn kontrollbehandlingen uten fosfortilførsel (Null P) (Figur 5; Tabell 6).

Fosforutnyttelsesgraden (PUE, %) var lav for alle slamproduktene (Figur 4), og mer enn 90 % av tilført fosfor var igjen i jorda etter endt forsøk. Beregnet mineralgjødselekvivalent (MFE) for ikke-kalkbehandlet slam varierte fra 6 til 29 % unntatt for slam 4 og 5 (Tabell 6).

Slam 4 og 5 skilte seg ut ved å gi fosforopptak på nivå med ½ MinP og MinP. Dette var ikke forventet basert på karakteriseringen av fosforkvaliteten ved sekvensiell fraksjonering (Figur 2). Slam 5 er produsert av matavfall, annet næringsavfall og fiskeslam i tillegg til avløpsslam (Tabell 1), noe som kan ha bidratt til den relativt høye plantetilgjengeligheten av fosfor (MFE = 38 %). Årsaken til at slam 4 ga et fosforopptak på nivå med MinP-kontrollene er ukjent. Dette produktet hadde en beregnet MFE-verdi over 50 %, og var det eneste ikke-kalkbehandlede slammet som ga en avling som ikke skilte seg signifikant fra ½ MinP og MinP.

Kalkbehandlet slam

Gjennomsnittlig fosforopptak var signifikant høyere ved gjødsling med kalkbehandlet slam sammenlignet med ikke-kalkbehandlet slam (henholdsvis 31,7 og 22,9 g P per potte). Beregnet mineralgjødselekvivalent (MFE) var 42 % for to av de kalkbehandlede produktene, mens de øvrige to hadde en beregnet MFE-verdi på over 50 % (Tabell 6).

Resultatene samsvarer med Krogstad m.fl. (2005), som fant at kalket slam ga signifikant høyere fosforopptak enn mineralfosforkontrollen i pottforsøk med to ulike jordtyper. Øgaard m.fl. (2021) beskriver resultater fra feltforsøk der kalket avløpsslam ga betydelig økning av

jordas innhold av lett løselig fosfor (P-AL). Alvarenga m.fl. (2017) rapporterte MFE-verdier på 30–81 % for kalkbehandlet slam, altså i samme størrelsesorden som i vårt forsøk. Deres lavere fosfortilførsel (6 kg P/dekar, mot 9 kg P/dekar her) ga imidlertid en mer lineær respons for mineralfosforkontrollene, og dermed et sikrere grunnlag for beregning av relativ fosforeffekt.

Øgaard og Brod (2016) fant lavere MFE-verdier for kalkbehandlet slam (16–24 % ved første høsting og 24–25 % ved andre høsting). Dette kan skyldes høyere pH i forsøksjorda, som kan redusere plantetilgjengeligheten av kalsiumbundet fosfor.

Biokull

Biokullet ga ingen økning i avling, fosforkonsentrasjon eller fosforopptak sammenlignet med den ugjødslete kontrollbehandlingen Null P (Figur 5; Tabell 6).

3.3.3 Slamproduktenes effekt på jord

Ved forsøkstart hadde jorda en pH på 6,5 (Tabell 2), og etter høsting var pH til kontrollbehandlingen på tilsvarende nivå (pH 6,4-6,6; Tabell 7). Det betyr at selve forsøksgjennomføringen (eks. tilførsel av næringsløsning, vanning og plantevekst) ikke hadde vesentlig effekt på jordas pH.

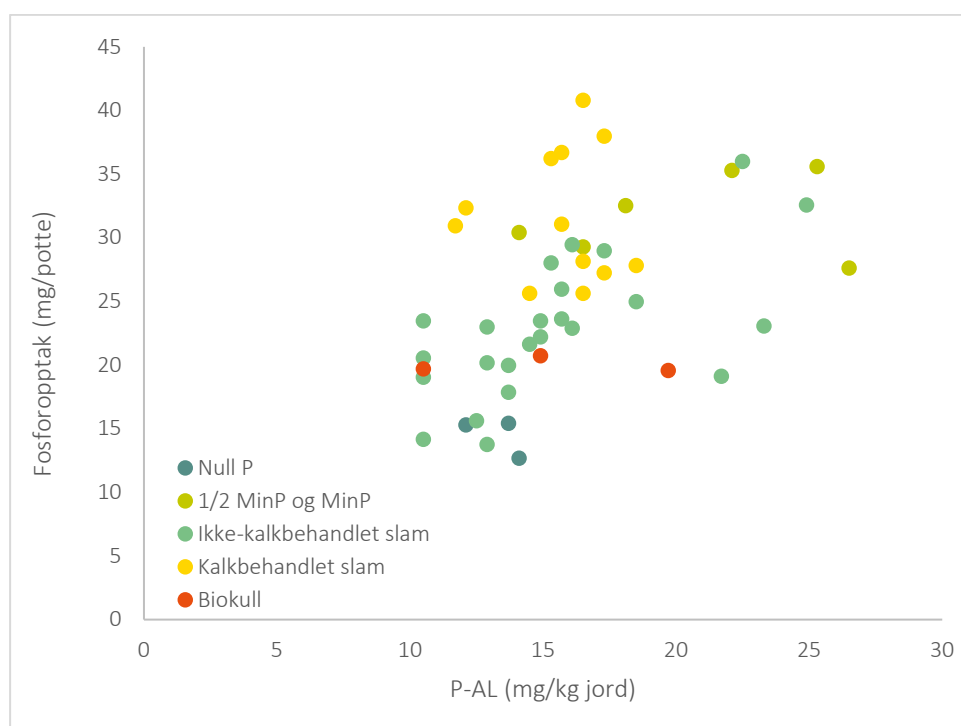
Tabell 7. pH i modelljorda målt etter høsting (n = 3). Det er statistisk signifikant forskjell mellom behandlingene som ikke deler samme bokstav (enveis ANOVA med $p < 0,05$, etterfulgt av Tukey's test).

	pH etter høsting		P-AL (mg/kg)	
Null P	6,4	d	13,3	d
1/2 MinP	6,6	bcd	16,2	bcd
MinP	6,6	bcd	24,6	a
Slam 1	6,8	abcd	21,2	abc
Slam 2	6,6	bcd	15,4	bcd
Slam 3	6,4	d	13,6	d
Slam 4	6,6	bcd	21,6	ab
Slam 5	6,9	abcd	15,8	bcd
Slam 6	6,7	bcd	13,7	d
Slam 7	6,7	abcd	11,2	d
Slam 8	6,6	bcd	11,6	d
Kalket 1	7,0	abc	14,2	d
Kalket 2	7,2	a	16,9	bcd
Kalket 3	7,1	ab	16,8	bcd
Kalket 4	6,7	abcd	14,6	d
Biokull	6,5	cd	15,0	cd

Ingen av slamproduktene uten kalkbehandling hadde en signifikant effekt på jordas pH sammenlignet med kontrollbehandlingene (Tabell 7). Tilførsel av kalkbehandlet slam derimot ga en signifikant økning av jordas pH sammenlignet med gjennomsnittlig pH for jord tilført ikke-kalkbehandlet avløpsslam. En t-test viste at gjennomsnittlig pH var signifikant høyere

etter gjødsling med kalkbehandlet sammenlignet med ikke-kalkbehandlet slam (henholdsvis pH 7,0 og pH 6,7). Økningen av jordas pH var mindre enn i forsøket beskrevet av Øgaard og Brod (2016), der tilførsel av kalkbehandlet slam resulterte i pH > 8. Likevel kan effekten til kalkbehandlet slam på jordas pH i praksis indirekte påvirke planters tilgang til essensielle plantenæringsstoffer i jord (Krogstad m.fl., 2005).

Vannløselig fosfor i jorda var under deteksjonsgrensa (< 0,20 mg P/kg jord) i nesten alle prøver og resultatene er derfor ikke vist her. Også P-AL-tallet, målt som estimat for den plantetilgjengelige fosforfraksjonen i jord etter vekstforsøket, var svært lavt for alle behandlingene (Tabell 7). Figur 7 viser at det likevel er en svak sammenheng mellom P-AL i jorda etter høsting og fosforopptak i overjordisk plantebiomasse ($P \text{ opptak} = 18,1 + 0,5 \times P\text{-AL}$; $R^2 = 0,07$, $p = 0,07$), og at kalkbehandlet slam resulterte i høyere fosforopptak relativt sett i forhold til ikke-kalkbehandlet slam ved samme P-AL nivå.



Figur 6. Sammenheng mellom P-AL i jorda (mg/kg jord) og fosforopptak (mg P/potte) for de ulike behandlingene

3.4 Predikeringsmodeller for beregning av fosforeffekt

For å utvikle modeller for beregning av fosforeffekten av både kalkbehandlet og ikke-kalkbehandlet slam, utvidet vi datasettet med tidligere data fra Øgaard og Brod (2016) og Alvarenga m.fl. (2017) (se kapittel 2.6).

3.4.1 Ikke-kalkbehandlet avløpsslam

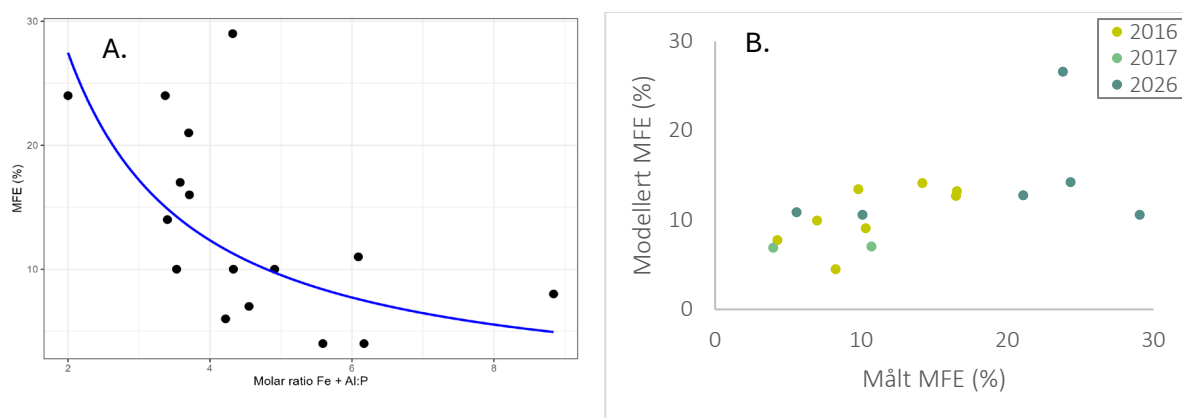
Figur 8A viser en tydelig sammenheng mellom MFE og konsentrasjonen av aluminium og jern, i tråd med gjeldende versjon av NIBIOs fosforkalkulator (Brod, 2025). Dette er forventet, fordi fosfor i ikke-kalkbehandlet avløpsslam i stor grad foreligger i forbindelser med jern- og aluminium(hydr)oksider av ulik løselighet (se avsnitt 3.2; Krogstad m.fl., 2005; Øgaard og Brod, 2016; Alvarenga m.fl., 2017).

Modellen som forklarte variasjonen best ($R^2 = 0,39$; adj R^2 adj = 0,35; Figur 8) er:

$$\text{MFE (\%)} = 61,1 \times \left(\frac{\text{Fe} + \text{Al}}{P} \right)^{-1,2}$$

I motsetning til tidligere foreslår vi at forklaringsvariabelen uttrykkes som molforholdet mellom (Fe + Al) og P, og at sammenhengen beskrives med en potensmodell fremfor en lineær regresjonsmodell. Dette støttes også av bindingsteorien, som tilsier at fosfortilgjengeligheten er størst ved lave molforhold, før den gradvis avtar ved høyere verdier (Kristoffersen m.fl., 2020).

Figur 8B viser sammenhengen mellom målt og predikert MFE for den nye predikeringsmodellen, og illustrerer modellens prediksjonsevne. Forklaringsgraden er lavere ($R^2 = 0,35$; R^2 adj = 0,30) enn i den gjeldende modellen ($R^2 = 0,63$; R^2 adj = 0,56). Dette henger sannsynligvis sammen med at datasettet (n = 16 mot 13) omfatter større variasjon i materialet samtidig som enkelte datapunkter er tatt ut fordi de er basert på matavfall i tillegg til avløpsslam og disse har tidligere bestemt regresjonen.



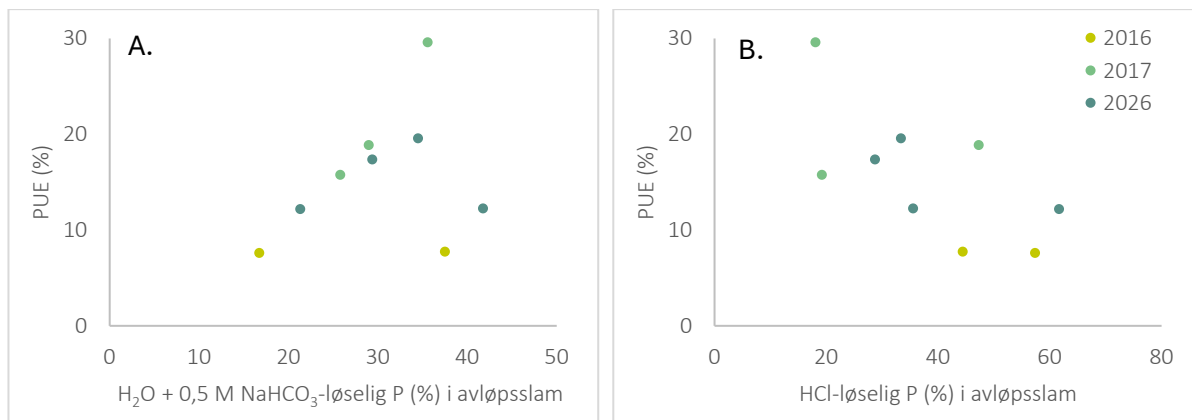
Figur 7. A) Sammenheng mellom molforholdet (Fe+Al)/P i ikke-kalkbehandlet avløpsslam og mineralgjødselekvivalenter (MFE, %) målt i veksthusforsøk (n=16), og B) Sammenligning mellom målte og modellerte mineralgjødselekvivalenter (MFE %; n=16). Datagrunnlag: 2016 = Øgaard og Brod (2016); 2017 = Alvarenga m.fl. (2017); 2026 = denne rapporten.

3.4.2 Kalkbehandlet avløpsslam

Hovedformålet med forsøket beskrevet i denne rapporten var å utvikle en predikeringsmodell for beregning av fosforeffekten til kalkbehandlet avløpsslam, som kan inngå i NIBIOs fosforkalkulator for organisk gjødsel.

Dette formålet kan ikke oppfylles, fordi fosforopptaket i bygg avtok med økende tilførsel av mineralfosfor (kapittel 3.3.1). Datagrunnlaget for kalkbehandlet avløpsslam er dessuten fortsatt begrenset; det foreligger bare syv estimater av mineralgjødseleffekt (MFE) fra tre ulike forsøk (Tabell 3), samtidig som den kjemiske karakteriseringen av fosforkvaliteten i de syv slamproduktene er ufullstendig og fragmentert. Det har derfor ikke vært mulig å identifisere en forklaringsvariabel som beskriver variasjonen i MFE med tilstrekkelig presisjon til å danne grunnlag for en brukbar predikeringsmodell.

Figur 9A tyder på at det er en sammenheng mellom de første ekstraksjonsstegene av fosforfraksjoneringen ($\text{H}_2\text{O} + 0,5 \text{ M NaHCO}_3$ -løselig P) og fosforutnyttelsen (PUE), noe som indikerer at Olsen P kan ha potensial som forklaringsvariabel for MFE.



Figur 8. Sammenheng mellom fosforutnyttelsesgrad i veksthusforsøk (PUE, %; gjennomsnitt av n = 2 eller 3) og ulike fosforfraksjoner i kalkbehandlet avløpsslam: A. $\text{H}_2\text{O} + 0,5 \text{ M NaHCO}_3$ -løselig P er assosiert med løst bundet og lett plantetilgjengelig fosfor og B. 1 M HCl-løselig P er assosiert med stabile kalsiumfosfater, og organisk fosfor. Datagrunnlag: 2016 = Øgaard og Brod (2016); 2017 = Alvarenga m.fl. (2017); 2026 = denne rapporten.

4 Konklusjon

Fra 2030 begrenser gjødselbrukforskriften tilførsel av fosfor med avløpsslam til maksimalt 25 kg totalfosfor per dekar over ti år. Samtidig kan det ikke tilføres mer plantetilgjengelig fosfor med avløpsslam enn fosforgrensene i gjødselbrukforskriftens § 20 tillater.

Det blir derfor viktigere enn før at avløpsrenseanleggene kjenner den faktiske fosforkvaliteten i avløpsslammet sitt for å kunne utarbeide pålitelige varedeklarasjoner til bruk i gjødslingsplanlegging. Dette behovet understrekes av at åtte renseanlegg gikk sammen for å finansiere et eget veksthusforsøk. Anleggene kan bruke verdiene for plantetilgjengelig fosfor i Tabell 6 direkte i varedeklarasjonen, jf. gjødselvarerforskriften § 34e.

Et tilleggsformål til rapporten var å videreutvikle NIBIOs kalkulator for plantetilgjengelig fosfor i organiske gjødselvarer, slik at den også omfatter kalkbehandlet avløpsslam. Dette var ikke mulig, fordi opptakseffektiviteten til fosfor i bygg avtok med økende tilførsel av mineralfosfor. Den avtagende responsen gjorde det umulig å beregne nøyaktige MFE-verdier for alle behandlinger og å utvikle en predikeringsmodell for kalkbehandlet slam. For ikke-kalkbehandlet kjemisk felt slam foreslås mindre justeringer av den eksisterende modellen som ligger bak NIBIOs kalkulator for beregning av plantetilgjengelig fosfor.

Resultatene viser også at dagens praksis med å tilføre mer enn 9 kg fosfor per dekar med avløpsslam gir lite effektivt utnyttelse av avløpsslam som gjenbrukbar fosforressurs. Hvis andelen plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam er høy og tilførselen overstiger plantenes behov, vil plantenes faktiske opptak være begrenset av deres fysiologiske behov. Hvis andelen plantetilgjengelig fosfor i avløpsslam er lav, vil overskuddet akkumuleres i jorda. Begge situasjonene innebærer at en betydelig del av det tilførte fosforet ikke utnyttes av plantene i tilførselsåret. Akkumuleringen av fosfor i jorda er dessuten en potensiell miljørisiko, fordi erosjon kan føre til fosfortap.

Litteraturliste

Alvarenga E, Øgaard AF, Vråle L (2017) Effect of anaerobic digestion and liming on plant availability of phosphorus in iron- and aluminium-precipitated sewage sludge from primary wastewater treatment plants. *Water Science & Technology* 75 (7-8): 1743-1752

Brod E (2025) Kalkulator for plantetilgjengelig fosfor i organiske gjødselvarer. NIBIO rapport 11(141): 20 s.

Brod E, Øgaard AF, Hansen E, Wragg D, Haraldsen TK, Krogstad T (2015) Waste products as alternative phosphorus fertilisers part I: Inorganic P species affect fertilisation effects depending on soil pH. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 103: 167-185

Brod E, Kristoffersen AØ, Persson T (2025) Foredling av storfegjødsel: Fosfor- og nitrogeneffekter av nye gjødselprodukter. NIBIO rapport 11(84): 38 s.

Brod E, Øgaard AF (2021) Closing global P cycles: The effect of dewatered fish sludge and manure solids as P fertiliser. *Waste Management* 135: 190-198

Egnér H, Riehm H, Domingo WR (1960) Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler* 26: 199–215

EN 13654-1 (2001) Soil improvers and growing media: determination of nitrogen. Part 1: modified Kjeldahl method. CEN, Brussels

EN 13654-2 (2001) Soil improvers and growing media - Determination of nitrogen - Part 2: Dumas method. CEN, Brussels

Forurensningsforskriften (2004) Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften). FOR-2004-06-01-931. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-931>

Gjødselbrukforskriften (2025) Forskrift om lagring og bruk av gjødsel mv. (gjødselbrukforskriften). FOR-2025-01-29-115. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2025-01-29-115>

Gjødselvareforskriften (2025) Forskrift om produksjon, omsetning og import av gjødselvarer av organisk opphav og visse uorganiske gjødselvarer (gjødselvareforskriften). FOR-2025-01-29-116. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2025-01-29-116>

Hedley MJ, Stewart JWB, Chauhan BS (1982) Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of America Journal* 46: 970-976

Kristoffersen AØ, Krogstad T, Øgaard AF (2020) Prediction of available phosphorus in soil: Combined use for crop production and water quality protection. *Journal of Environmental Quality* 49: 1575-1584

Krogstad T, Sogn TA, Asdal Å, Sæbø A (2005) Influence of chemically and biologically stabilized sewage sludge on plant-available phosphorous in soil. *Ecological Engineering* 25: 51-60

Liebisch F, Bünemann EK, Huguenin-Elie O, Jeangros B, Frossard E, Oberson A (2013) Plant phosphorus nutrition indicators evaluated in agricultural grasslands managed at different intensities. *European Journal of Agronomy* 44: 67-77

Mackay JE, Cavagnaro TR, Jakobsen I, Macdonald LM, Grønlund M, Thomsen TP, Müller-Stöver DS (2017) Evaluation of phosphorus in thermally converted sewage sludge: P pools and availability to wheat. *Plant and Soil* 418: 307-317

Murphy J, Riley JP (1962) A single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27: 31-36

NIBIO (2026) Gjødslingshåndbok

<https://www.nibio.no/tema/jord/gjodslingshandbok?locationfilter=true> (03.08.2026)

Pratt, P.F. (1965). Potassium. I Black C.A. (Red.), *Methods of soils analysis part 2: chemical and microbiological properties* (s. 1023-1031). American Society of Agronomy.

Sharpley A, Moyer B (2000) Phosphorus Forms in Manure and Compost and Their Release during Simulated Rainfall. *Journal of Environmental Quality* 29: 1462-1469

Smit MF, Vonk WJ, Hijbeek R (2026) A variable residue: Meta-analysis on the nitrogen fertilizer replacement value of anaerobic digestate. *European Journal of Agronomy* 172: 127845

SSB (2025) 05279: Avløpsslam, etter slamdisponering, år og region

<https://www.ssb.no/statbank/table/05279> (23.06.2026)

VKM, Eggen T, Amundsen CA, Barneveld RJ, Bernhoft A, Bukhvalova B, Eriksen G, Flem B, Fæste CK, Gifstad TØ, Grung M, Sele V, Skjærven K, Sæle Ø, Trapp S, Vogelsang C, Steinshamn H (2026) Risk assessment of contaminants in sewage sludge used as fertilising product in Norway – fate and effects in the food chain and the environment. Scientific Opinion of the Panel on Animal Feed of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM Report 2026:06, ISBN: 978-82-8259-464-6, ISSN: 2535-4019. Norwegian Scientific Committee for Food and Environment (VKM), Oslo, Norway.

Zhu Y, Zhao Q, Li D, Li J, Guo W (2022) Performance comparison of phosphorus recovery from different sludges in sewage treatment plants through pyrolysis. *Journal of Cleaner Production* 372: 133728

Øgaard AF, Brod E (2016) Efficient Phosphorus Cycling in Food Production: Predicting the Phosphorus Fertilization Effect of Sludge from Chemical Wastewater Treatment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 64 (24): 4821-4829

Øgaard AF, Sveistrup T, Haraldsen TK (2021) Avløpsslam til jordbruksarealer. Resultater fra fem flerårige feltforsøk. NIBIO rapport 7 (151): 44 sider + vedlegg

Øgaard AF, Kvakkestad V, Bjerke K, Brod E, Byers E, Nesse AS, Sposób M, Strøm-Andersen N, Wilsher-Lohre S (2024) Vurdering av et omsetningskrav for resirkulert fosfor. NIBIO Rapport 10 (104): 118 s.

Vedlegg

Tabell V1. Utvalg av kjemiske parametere til slamproduktene brukt til utvikling av predikeringsmodeller for beregning av fosforeffekt i tillegg til presenterte data. MFE = mineralgjødselekvivalent målt i veksthusforsøk (gjennomsnitt av n = 2 eller 3). Olsen-løselig (%) er fosforfraksjonen som er løselig i 0,5 M NaHCO₃ (prøve:væske 1:20). Vann + 0,5 M NaHCO₃-, 0,1 M NaOH-, 1 M HCl-løselig og Rest-fosfor er fraksjoner som er definert til å samsvare uorganiske fosforforbindelser av ulik løselighet (se kapittel 2.3 i denne rapporten).

Kilde	Produkt	Kalk-behand-ling	MFE	Totalt P	Aluminium	Jern	Kalsium	Olsen løselig	Vann + 0,5 M NaHCO ₃ løselig	0,1 M NaOH - løselig	1 M HCl - løselig	Rest
		Ja/nei	%	g/kg tørrstoff				% av totalfosfor				
Øgaard og Brod (2016)	HIAS	Nei	14	31	84	16	29	1,0	4,2	63,6	23,3	8,8
Øgaard og Brod (2016)	MOVAR	Nei	10	27	99	34	22	0,8	4,3	70,2	11,0	14,4
Øgaard og Brod (2016)	Sandefjord	Nei	7	30	91	58	14	0,4	4,2	76,6	8,0	11,1
Øgaard og Brod (2016)	Larvik	Nei	8	18	100	80	16	0,6	4,0	75,9	8,9	11,2
Øgaard og Brod (2016)	Ullensaker	Nei	10	37	110	8	19	0,7	3,6	75,6	14,3	6,4
Øgaard og Brod (2016)	Bekkelaget	Nei	17	31	59	78	24	0,6	5,1	70,1	14,6	10,2
Øgaard og Brod (2016)	Gjøvik	Nei	4	22	99	17	17	0,4	4,8	71,7	15,5	8,0
Øgaard og Brod (2016)	IVAR	Nei	16	24	10	140	21	0,3	4,1	75,9	13,9	6,0
Alvarenga m.fl. (2017)	Ullensaker untreated	Nei	11	12	60	8	6	-	8,7	86,1	0,6	4,7
Alvarenga m.fl. (2017)	Ullensaker digestate	Nei	4	22	111	13	13	-	3,8	77,9	8,2	10,2
Øgaard og Brod (2016)	NRA	Ja	23	7	33	5	250	5,2	37,5	4,2	44,4	13,9
Øgaard og Brod (2016)	VEAS	Ja	22	16	25	28	170	4,6	16,7	13,4	57,4	12,4
Alvarenga m.fl. (2017)	Ullensaker untreated limed	Ja	60	8	40	5	143	-	35,6	24,0	18,1	22,2
Alvarenga m.fl. (2017)	Ullensaker Orsa	Ja	39	7	39	5	200	-	29,0	8,5	47,3	15,2
Alvarenga m.fl. (2017)	Ullensaker digestate limed	Ja	33	15	74	9	130	-	25,8	33,2	19,2	21,7

NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er underlagt Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter.